

Shan W W, Wu Y Y, Zhang Z M, *et al.* Pollution characterisation and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquaculture environment [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, 50(5): 052615. [单雯雯, 吴钰瑶, 张泽明, 等. 养殖环境中多环芳烃的污染特征、来源解析及风险评估 [J]. 水生生物学报, 2026, 50(5): 052615.]

## 养殖环境中多环芳烃的污染特征、来源解析及风险评估

单雯雯 吴钰瑶 张泽明 张蓉蓉 史西志

(宁波大学海洋学院, 宁波 315283)

**摘要:** 本文章对某养殖水-生物系统中16种多环芳烃(PAHs)的污染特征、生态环境风险和人体健康风险进行了研究。结果显示, 16种PAHs ( $\Sigma$ PAHs)在养殖水体中的总浓度为44.62—350.46 ng/L且全部有检出, 其中单体萘(Naphthalene)、菲(Phenanthrene)、苯并[a]蒽(Benzo[a]anthracene)、芘(Pyrene)、屈(Chrysene)、荧蒹(Fluoranthene)、芴(Acenaphthene)为主要污染物。通过特征比值法开展污染源解析, 分析显示养殖水体PAHs来源于石油源和混合燃烧源; 16种PAHs在不同阶段中的对虾肌肉中的总浓度为0.34—208.37  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (干重, dw), 其中12种PAHs的单体被检出, 生物样本中低环多环芳烃(LMW PAHs)占总PAHs的85.26%, 证实LMW PAHs是主要污染组分。检测数据显示, 对虾肌肉终生致癌风险值为 $1.08 \times 10^{-11}$ — $2.02 \times 10^{-8}$ , 低于USEPA风险阈值 $1 \times 10^{-6}$ , 证实其食用致癌风险处于国际公认的安全阈值范围内, 符合可控风险标准。

**关键词:** 多环芳烃; 污染特征; 生态风险评估; 人体健康风险

**中图分类号:** X502 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2026)05-052615-10

**doi:** 10.3724/1000-3207.2025.2025.0162 **CSTR:** 32229.14.SSSWXB.2025.0162



多环芳烃(PAHs)是分子中含有两个以上苯环的碳氢化合物, 是一类半挥发性、持久性有机污染物, 具有很强的胚胎毒性、致癌性、致畸性和诱变性<sup>[1]</sup>。迄今为止, 已发现100多种PAHs, 它们分布在全多介质环境并在全球范围内广泛存在<sup>[2]</sup>。PAHs通过陆源输入或大气干湿沉降等途径, 由于其具有亲水性和高辛醇-水分配系数的特性, PAHs极易进入水生环境。多环芳烃已被证实会对水生生物产生强烈影响, 如鳃变形、渗透压调节失衡和内分泌失调<sup>[3, 4]</sup>。郑榕辉和王重辉<sup>[5]</sup>、饶泽昌<sup>[6]</sup>研究显示, PAHs可引发鱼类繁殖生理功能受损。值得注意的是, PAHs发生生物蓄积后可经多级营养传递形成生物放大效应<sup>[7-10]</sup>, 这些特性已经对生态系统和人类健康构成威胁<sup>[11-14]</sup>。

目前研究主要集中在水体和水产品中PAHs的含量和风险评估, 或沉积物及水产品中PAHs的残

留与风险分析。多环芳烃污染在不同养殖环境中普遍发生, 污染程度因地区和养殖模式而异。如上海金山的罗氏沼虾养殖塘, 水体、沉积物、土壤、浮游生物和罗氏沼虾体内都有多环芳烃检出, 该养殖塘水中多环芳烃总含量为342.76—1520.83 ng/L, 沉积物为1763.70—3656.97 ng/g, 土壤为1000.45—2138.46 ng/g, 罗氏沼虾体内为63.09—148.77 ng/g<sup>[13]</sup>。华北、东北等工业密集区域的养殖区PAHs污染较严重, 部分区域表层沉积物中 $\Sigma$ PAHs浓度超过1000 ng/g, 接近严重污染水平<sup>[15, 16]</sup>。调查证实, PAHs主要通过三种暴露途径进入人体, 包括经皮渗透、呼吸道暴露及膳食摄取, 其中膳食途径贡献率高达90%以上<sup>[17]</sup>。尽管水产品膳食结构中的占比约为10%, 却构成PAHs向人体迁移的关键暴露渠道<sup>[18]</sup>。凡纳滨对虾主要特点为肉质富含蛋白质、矿物质和维生素, 具有较高的营养价值, 深受消费者喜爱, 在我

**收稿日期:** 2025-05-13; **修订日期:** 2025-11-03

**基金项目:** 国家自然科学基金(32303005); 宁波市2035重点研发计划(2025Z102); 宁波市科技计划项目(2024S214)资助 [Supported by the National Natural Science Foundation of China (32303005); Science and Technology Innovation Yongjiang 2035 Key Research and Development Project of Ningbo (2025Z102); Project by Ningbo Science and Technology Bureau (2024S214)]

**作者简介:** 单雯雯(2000—), 女, 硕士研究生; 主要研究方向为渔业环境安全。E-mail: shanwenwengz@163.com

**通信作者:** 史西志(1979—), 男, 博士; 主要研究方向为养殖环境健康与水产品安全。E-mail: shixizhi@nbu.edu.cn

国水产养殖业中, 虾类作为重要的板块之一, 其养殖产量占据了水产品养殖总产量的11%左右, 随着凡纳滨对虾养殖面积不断扩展, 其产量也在不断增加。数据显示, 2020年我国凡纳滨对虾养殖产量从2013年的81.25万吨增长到了119.77万吨。水产养殖系统作为半封闭环境, 已成为PAHs的重要汇集区, 包括养殖投喂、塑料器具老化、水体交换引入外源污染等过程持续输入PAHs。PAHs污染日益严重, 严重危害对虾养殖环境和人体健康。因此, 需要对养殖系统中的多环芳烃的污染状况进行研究, 以阐明多环芳烃在养殖中的风险, 保障环境和人体健康。

本研究根据凡纳滨对虾生长周期采集养殖区水体和生物样品, 测定PAHs含量, 探明其污染特征并对水体和凡纳滨对虾进行生态风险和健康风险评估, 以期为养殖系统中PAHs污染防治提供参考, 对保障食品安全、科学防范健康风险具有指导作用。

## 1 材料与方法

### 1.1 仪器与试剂

实验所用主要试剂包括甲醇、二氯甲烷、正己烷和乙腈, 均为色谱纯。以正己烷为溶剂, 实验选用16种多环芳烃混合标准品及氘代内标液(o2si公司, 浓度2000 mg/L)进行溶液配制。固相萃取柱包含C18固相萃取柱(500 mg/6 mL)和Florisil 固相

萃取柱(1 g/6 mL), 均购自安谱公司。气相色谱-三重四极杆串联质谱仪(Agilent公司, 7890B-7000D), 16种多环芳烃具体信息见表1。

### 1.2 样品采集与保存

养殖系统由5个功能单元构成: 总进水口(Z)、蓄水池(X)、养殖池(Y)、尾水收集池(W)及水处理池(C)。在虾苗投放阶段后和成虾期前完成8批次样品采集工作。采样时期分别记为P1—P5时期, 基于凡纳滨对虾的发育阶段特征, 将P1阶段划定为仔虾期, 幼虾期涵盖P2—P4阶段, 成虾期则对应P5阶段。本研究分析的生物样品为对虾的腹部肌肉。在采样后, 分离虾腹部, 小心剥离外骨骼, 完整收集腹部肌肉组织。收集的肌肉样品经保存于-80℃备用。每次采取各养殖池水样及养殖池对虾样本。每个采样点收集5 L表层水样装于玻璃瓶, 经0.45 μm孔径滤膜预处理后, 置于4℃冷藏环境保存。

**水样品前处理** 水样经0.45 μm的混合纤维素酯微孔滤膜完成初步过滤后, 定量移取500.0 mL滤后水样至玻璃容器, 顺序注入5.0 mL色谱纯甲醇及20.0 ng内标, 经超声提取10min使其充分混匀。随后依次用10 mL的二氯甲烷、甲醇及超纯水对C18固相萃取小柱进行活化处理, 当活化完成后以5 mL/min的速率开始上样, 待上样结束后固相萃取柱抽空干燥30min。然后采用10 mL的二氯甲烷实施洗脱。洗脱组分收集, 于30℃恒温水浴环境下进行氮吹浓缩至近干状态, 最终以200 μL正己烷复溶

表1 16种PAHs的物理化学性质

Tab. 1 Physical and chemical properties of 16 PAHs

中文名称 Chinese name	英文名称 English name	英文简称 English abbreviation	苯环数 Number of benzene rings	分子量 Molecular weight	分子式 Molecular formula	辛醇-水分配系数lg Kow	沸点 Boiling point
萘	Naphthalene	Nap	2	128.2	C10H8	3.3	218
萘稀	Acenaphthylene	Acy	3	152.2	C12H8	3.2	275
萘	Acenaphthene	Ace	3	154.2	C12H10	3.9	279
芴	Fluorene	Flu	3	166.2	C13H10	4.0	295
菲	Phenanthrene	Phe	3	178.2	C14H10	4.4	340
蒽	Anthracene	Ant	3	178.2	C14H10	4.4	340
荧蒽	Fluoranthene	Flt	4	202.3	C16H10	4.9	383
芘	Pyrene	Pyr	4	202.3	C16H10	4.9	404
苯并[a]蒽	Bnezo(a)anthracene	BaA	4	228.3	C18H12	5.5	435
蒽	Chrysene	Chr	4	228.3	C18H12	5.5	448
苯并[b]荧蒽	Bnezo(b)flouranthene	BbF	5	252.3	C20H12	6.1	481
苯并[k]荧蒽	Bnezo(k)flouranthene	BkF	5	252.3	C20H12	6.1	480
苯并[a]芘	Bnezo(a)pyrene	BaP	5	252.3	C20H12	6.1	496
茚并[1, 2, 3-c, d]芘	Indeno(1, 2, 3-c, d)pyrene	IcP	6	276.3	C22H12	6.7	536
二苯并[a, h]蒽	Dibenz(a, h)anthracene	DhA	5	278.4	C22H14	6.7	524
苯并[g, h, i]芘	Benzo(g, h, i)perylene	BgP	6	276.3	C22H12	6.7	550

并用0.22 μm的有机相滤膜过滤后待上机检测。

**生物样品前处理** 精密称量1.00 g (dw)样品,加入20.0 ng内标、20 mL乙腈及5 mL乙腈饱和的正己烷进行提取,样品经涡旋振荡5min以充分混合后,超声提取20min。提取完成后以 $6.5 \times 10^3 \times g$ 离心力离心10min,收集乙腈层于玻璃试管中,重复提取一次,合并两次乙腈层提取液。随后将提取液置于旋转蒸发仪旋蒸至近干,加入1.4 mL正己烷复溶。Florisil固相萃取柱,依次用10 mL二氯甲烷及10 mL正己烷活化,将1.4 mL正己烷复溶样品上样,采用10 mL二氯甲烷-正己烷(体积比1:1)进行洗脱,洗脱液经氮吹后加200 μL正己烷溶解,0.22 μm有机相滤膜过滤后,待上机检测。

### 1.3 仪器分析条件

检测使用安捷伦7890B-7000D GC-MS/MS气质联用仪。质谱条件:离子源采用电子轰击源离子化源(EI),电子能量采用70 eV,选择多反应监测模式检测,离子源温度为280℃,传输线温度280℃,四级杆温度为150℃,设置4min溶剂延迟时间。色谱条件:采用DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm)色谱柱;载气为高纯氮气(纯度>99.999%),流速为1.0 mL/min,进样口温度为280℃;不分流模式进样,进样体积为1.0 μL;色谱柱升温程序:初始温度为70℃维持2min,以20℃/min升至220℃,5℃/min升至300℃保持5min。

### 1.4 质量控制与保证

为使实验数据的准确性得到保证,在对水样和生物样品分析过程中,对每批样品设置了过程空白、试剂空白、空白加标和重复样品( $n=3$ )。为了定量目标PAHs的浓度,使用内标法(内标物浓度为100.0 μg/L)和标准曲线法(线性范围为1.0—400.0 μg/L,线性相关性均大于0.9980)定量。水样和生物样中PAHs的测定方法检出限( $S/N=3$ )分别为0.02—0.40 ng/L和0.01—0.2 μg/kg。对水样添加浓度为4.0、20.0和40.0 ng/L进行加标回收实验,每个浓度梯度设置3个平行样品,PAHs的回收率为74.2%—108.7%,RSD小于9.8%;对生物样品的添加浓度为2.0、10.0和20.0 μg/kg,PAHs的回收率为83.0%—106.0%,RSD小于8.6%。以上结果表明方法具有较好的准确度和灵敏度。

### 1.5 PAHs来源分析

特征比值法作为一种简便高效的源解析技术,其核心原理是通过分析环境介质中目标物质的浓度数据及其特征比值参数,实现对物质来源的定性识别。PAHs的环境来源具有复杂性,16种PAHs的生成路径存在显著差异,其主要来源于化石燃料

(如煤炭、石油)与生物质(如木材、秸秆)的不完全燃烧过程。然而,不同燃料类型及燃烧条件所产生的PAHs单体组成及含量呈现特征性差异,基于这一特性,可通过关键单体的浓度比值来间接推断PAHs的具体来源。根据Yunker等<sup>[19]</sup>关于不同PAHs单体化合物的特征比值意义的解释,本研究运用特征比值法开展PAHs源解析。FLT/(FLT+PYR)可进一步细化燃烧类型:当比值小于0.4时,归属于石油源;比值介于0.4—0.5时,表征为石油产品燃烧源;若比值大于0.5,则指示煤与生物质燃烧源。

### 1.6 生态风险评估

生物累积因子(Bioaccumulation factor, BAF, L/kg)作为衡量有机化合物在生物体内富集能力的核心参数,指生物组织中污染物浓度( $C_b$ , μg/kg)与水体溶解相中该污染物浓度( $C_w$ , ng/L)的比值。这一参数本质上反映了生物对化合物的吸收速率与体内净化速率的动态平衡关系,用于量化污染物通过生物向组织内蓄积的能力。计算公式:

$$BAF = \frac{C_b}{C_w} \times 1000 \quad (1)$$

本研究采用了Kalf等<sup>[20]</sup>的风险熵值法对凡纳滨对虾养殖系统中的水体进行风险评价,计算公式:

$$RQ_{NCs} = \frac{C_{PAH}}{C_{QV(NCs)}} \quad (2)$$

$$RQ_{MPCs} = \frac{C_{PAH}}{C_{QV(MPCs)}} \quad (3)$$

在生态风险评估中,模型涉及两类关键参数:无效应浓度(No-Effect Concentration, NCs):指污染物对生物不产生可观测有害效应的最高浓度;最大容许浓度(Maximum Permissible Concentration, MPCs):指污染物对生态系统不造成长期不可逆损害的最高阈值。因此风险熵值模型涉及两类关键参数:低风险浓度风险熵值( $RQ_{NCs}$ )与高风险浓度风险熵值( $RQ_{MPCs}$ ),其中 $C_{PAH}$ 代表多环芳烃单体浓度(ng/L), $C_{QV(NCs)}$ 和 $C_{QV(MPCs)}$ 分别对应为PAHs单体的低风险熵值和高风险熵值。具体评估规则:若 $RQ_{NCs} < 1$ 时,表明研究区域处于低生态风险等级,此时污染物对生态环境的影响可忽略不计;当 $RQ_{NCs} > 1$ 但 $RQ_{MPCs} < 1$ 时,研究区域判定为中等风险污染状态,意味着污染物已对生态系统产生一定压力,需采取防控措施避免污染加剧;当 $RQ_{MPCs} > 1$ 时,则标志着研究区域可能面临严重生态风险,需立即开展针对性治理以遏制污染扩散<sup>[21]</sup>。各PAHs单体对应的NCs值和MPCs值见表2。

Cao等<sup>[22]</sup>认为环境中ΣPAHs的生态风险等于

表 2 不同 PAHs 单体对应的水中的 NCs 值和 MPCs 值及其 TEF 值

Tab. 2 The values of NCs and MPCs of individual PAHs in seawater and TEF values of individual PAHs

多环芳烃 PAHs	可忽略浓度 NCs (ng/L)	最大允许浓度 MPCs (ng/L)	毒性当量因子 TEFi
Nap	12	1200	0.001
Acy	0.7	70	0.001
Ace	0.7	70	0.001
Flu	0.7	70	0.001
Phe	3	300	0.001
Ant	0.7	70	0.01
Flt	3	300	0.001
Pyr	0.7	70	0.001
BaA	0.1	10	0.1
Chr	3.4	340	0.01
BbF	0.1	10	0.1
BkF	0.4	40	0.1
BaP	0.5	50	1
IcP	0.4	40	0.1
DhA	0.5	50	1
BgP	0.3	30	0.01

RQ 值大于 1 的单体 PAH 的加和。

$$RQ \sum_{PAHs(NCs)} = \sum_{i=1}^n RQ_{i(NCs)} \quad RQ_{i(NCs)} \geq 1 \quad (4)$$

$$RQ \sum_{PAHs(MPCs)} = \sum_{i=1}^n RQ_{i(MPCs)} \quad RQ_{i(MPCs)} \geq 1 \quad (5)$$

健康风险评价体系构建方面, 终身致癌风险指数 (ILCR) 可以用于量化人体通过膳食摄入 PAHs 污染水产品的潜在致癌概率。若  $ICLR < 10^{-6}$  时, 表明致癌风险可忽略, 对人体健康的影响处于安全阈值范围内; 当  $10^{-6} < ICLR < 10^{-4}$  时, 判定为潜在致癌风险等级, 提示需对污染物暴露途径进行监测与控制; 当  $ICLR > 10^{-4}$  时, 则具有重大致癌风险, 需立即采取干预措施以降低风险, 计算公式:

$$TEQ_{BaP} = \sum_i^n C_i \times TEF_i \quad (6)$$

$$ILCR = \frac{EF \times ED \times IR \times TEQ_{BaP} \times SF \times CF}{BW \times AT} \quad (7)$$

$TEQ_{BaP}$  为膳食暴露效应, 单位为  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ;  $C_i$  为某 PAHs 单体在生物体内的浓度 ( $\text{ng}/\text{g}$ );  $EF$  为暴露频率, 取 365 days/year;  $ED$  为暴露时间 a, 取 USEPA 推荐值为 43 年;  $IR$  为膳食暴露水平, 根据 2024 年中国统计年鉴, 全国居民水产品消费量为 15.2 kg, 得出  $IR$  为  $41.64 \times 10^{-3} \text{ kg}/(\text{person} \cdot \text{d})$ ;  $BW$  为平均体重, 参考 USEPA 推荐值是 70 kg;  $AT$  为有效致癌时间, 参考 USEPA 推荐值为  $70a \times 365 \text{ d}/a$ ;  $SF$  为化学致癌物 BaP

的致癌斜率系数, 经口暴露取值为  $7.3 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ;  $CF$  为转换因子 ( $10^{-6}$ ),  $TEFi$  是单体 PAHs 毒性当量因子。

## 2 结果与讨论

### 2.1 养殖系统水体中多环芳烃的污染水平和分布特征

对凡纳滨对虾养殖水体中 PAHs 进行分析研究, 结果表明养殖水体中 16 种 PAHs 均被检出 (表 3)。污染贡献率较高的单体为萘 (Nap, 2 环) 74.6%、菲 (Phe, 3 环) 9.67% 和芘 (Pyr, 4 环) 5.49%, 证实 LMW PAHs 是主要污染组分。这与 PAHs 的正辛醇水分配系数特性密切相关, LMW PAHs 的正辛醇水分配系数较低更易溶于水, 而 HMW PAHs 的正辛醇水分配系数高溶解度较低, 更趋向于吸附于沉积相。检测结果表明, 养殖水环境中 16 种多环芳烃单体定量检测显示浓度分布在  $\text{ND}-197.29 \text{ ng}/\text{L}$ , 结果表明 PAHs 会受来源与物化性质影响, 存在显著浓度差异; 水体中  $\sum \text{PAHs}$  浓度为  $44.62-350.46 \text{ ng}/\text{L}$ , 平均浓度水平达  $157.99 \text{ ng}/\text{L}$ 。依据 PAHs 污染等级划分标准<sup>[23]</sup>, 该养殖系统被划分为中度污染等级 ( $50-250 \text{ ng}/\text{L}$ )。

如表 4 所示, 相较于部分淡水养殖区域及海水环境, 本研究养殖系统水体中  $\sum 16_{\text{PAHs}}$  浓度低于江

表 3 凡纳滨对虾养殖场水体中 16 种 PAHs 的含量组成

Tab. 3 16 PAHs concentration and composition in the shrimp culture system

多环芳烃 单体 PAHs	最小值 Minimum (ng/L)	最大值 Maximum (ng/L)	平均值 Average (ng/L)	中值 Median (ng/L)
Nap	22.49	197.29	97.98±57.29	81.69
Acy	1.75	28.26	7.24±5.94	5.02
Ace	1.00	10.93	2.93±2.01	2.32
Flu	1.52	12.96	5.31±2.83	5.06
Phe	1.42	8.15	2.82±1.03	2.79
Ant	2.66	37.91	14.09±6.38	14.86
Flt	1.60	9.53	3.44±1.71	2.82
Pyr	0.89	12.63	5.73±2.65	5.31
BaA	1.58	3.77	2.57±0.53	2.64
Chr	ND	2.45	0.64±0.51	0.50
BbF	1.29	5.10	1.89±0.74	1.58
BkF	2.35	5.25	3.72±0.73	3.78
BaP	0.66	2.75	1.45±0.35	1.40
IcP	ND	4.16	1.20±1.22	0.84
DhA	2.48	3.77	2.97±0.32	2.85
BgP	2.90	5.40	4.01±0.43	3.99
$\sum \text{PAHs}$	44.62	350.46	157.99±84.66	137.45

注: ND 表示未检出; 下同

Note: ND represent not detected; The same applies below

苏水产品养殖区(30—460 ng/L), 与渤海西北部海域(108—204 ng/L)相近, 综合分析显示, 本研究中的凡纳滨对虾养殖水体的PAHs污染等级被判定为中等偏低水平。

本研究按养殖周期划分为3个阶段: 起始期(P1)、生长期(P2-P4)及收获期(P5)。从图1可以看出, 收获期水体中 $\Sigma$ PAHs水平要高于起始期和生长期, 养殖池中 $\Sigma$ PAHs水平略高于蓄水池和尾水池, 分析其主要原因, 一是养殖水体中PAHs残留, 二是养殖过程中伴随饲料等投入品使用的增长, 残饵与排泄物持续释放污染物, 并在养殖池中累积。已经有研究表明饲料等投入品中普遍存在PAHs污染, 且与水体中具有相似的组成<sup>[30]</sup>。相较尾水池, 处理池中 $\Sigma$ PAHs水平更高, 可能是因为处理池承接养殖池的初始排水, 直接接收高浓度的残饵、排泄物等, 这些物质在不完全降解或化学转化过程中易生成PAHs。养殖池中 $\Sigma$ PAHs水平误差相对较大, 可能是由于凡纳滨对虾在不同的养殖时期中的养殖池中存在对虾密度差异, 密度差异会对生物扰动产生

表4 部分海水与淡水养殖区水体 $\Sigma$ PAHs含量

Tab. 4 Concentration of  $\Sigma$ PAHs in different aquaculture water

地区Area	多环芳烃总量 $\Sigma$ PAHs (ng/L)	来源Source
凡纳滨对虾养殖系统 <i>Litopenaeus vannamei</i> Aquaculture System	44.62—350.46	本研究
微山湖养殖湖区 Aquaculture Area of Weishan Lake	5348.8—12970.8	[24]
南海北部湾养殖区 Beibu Gulf Aquaculture Area, South China Sea	63.20—172.30	[25]
广东省养殖区 Guangdong Aquaculture Areas, China	53.55—679.97	[26]
大连养殖区 Dalian Aquaculture Areas, China	ND—180	[27]
江苏水产品养殖区 Jiangsu Aquaculture Areas, China	30—460	[28]
渤海西北部海域 The Northwest Bohai Sea	108—204	[29]

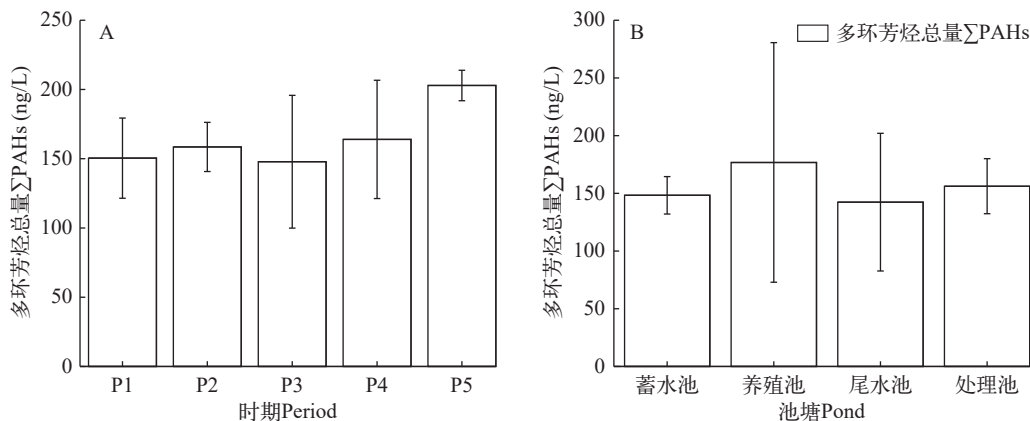


图1 不同时期(A)和不同池塘(B)中 $\Sigma$ PAHs的对比

Fig. 1 Comparison of  $\Sigma$ PAHs in different periods (A) and different ponds (B)

影响, 从而影响养殖池中 $\Sigma$ PAHs水平<sup>[31—33]</sup>。

## 2.2 凡纳滨对虾中多环芳烃的含量变化及组成特征

基于凡纳滨对虾的发育阶段特征, 将P1阶段划分为仔虾期, 幼虾期涵盖P2至P4阶段, 成虾期则对应P5阶段。表5详细呈现了各生长阶段凡纳滨对虾体内多环芳烃(PAHs)的分布特征与浓度水平。凡纳滨对虾体内共有12种PAHs检出, 而Ant、IcP、BaP和DhA均未检出。在凡纳滨对虾生物样本中, LMW PAHs占主导地位而HMW PAHs占比相对较低。不同发育阶段的 $\Sigma$ PAHs累积含量均值呈现显著动态变化特征: P1—P5阶段的含量依次为361.89、491.48、482.30、497.25和241.91  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ , 整个监测时期的 $\Sigma$ PAHs整体平均浓度为414  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ 。与黄河口养殖区域的虾类样本<sup>[30]</sup>相比, 本研究中凡纳滨对虾体内PAHs的浓度水平呈现更高的污染特征, 但低于微山湖养殖区<sup>[24]</sup>的检测数据, 本养殖区的平均浓度水平整体处于国内中等污染水平。

## 2.3 多环芳烃在凡纳滨对虾体内的积累能力

已有研究表明, PAHs在生物个体发育阶段呈现差异化的生物积累能力<sup>[31]</sup>。本研究通过生物积累因子(BAF)量化PAHs在凡纳滨对虾肌肉中的富集能力(图2), 并揭示积累能力的生长期依赖性。幼虾期(P2—P4)对PAHs的富集能力显著高于其他阶段, 尤以Pyr、Flt、Chr最为突出( $\lg\text{BAF}>3.7$ ), 证实幼虾期为PAHs积累的关键风险窗口。成虾期(P5)  $\lg\text{BAF}$ 均值降至3.00, 且高环PAHs(如BbF、BkF)浓度显著降低(>90%), 支持PAHs代谢能力增强机制。同时, PAHs的亲脂特性与其生物积累密切相关<sup>[34]</sup>, 如图2所示, 在P1至P5时期PAHs的 $\lg\text{BAF}$ 平均值分别为3.34、3.45、3.55、3.60和3.00。凡纳滨对虾体内PAHs各单体的 $\lg\text{BAF}$ 值分布在1.96—4.56。其中, Pyr、Flt、Chr和Phe的 $\lg\text{BAF}$ 值均高于3.7, 被判定为具有生物累积性; Flu、BaA、Ace和BkF的

IgBAF值处于3.3—3.7, 被认为存在潜在生物累积性; 其余PAHs单体IgBAF值均低于3.3, 未显示出生物累积能力<sup>[35]</sup>。

同时, 为探究养殖水体与凡纳滨对虾体内PAHs污染的动态关联, 本研究对比了P1至P5阶段水体与对虾肌肉中PAHs的浓度变化及组成特征。水体中LMW PAHs (2—3环)占比>90%, 虾肌肉中LMW PAHs占比85.26% (以Nap、Pyr、Phe为主), 表明水体LMW PAHs是虾体污染的主要来源; 且HMW PAHs在水体和虾肌肉中占比均较低, 进一步验证污染来源一致性。同时, 研究发现, 水体中 $\Sigma$ PAHs在P5 (收获期)达到最大值(350.46 ng/L), 而虾肌肉中 $\Sigma$ PAHs在P5期降至最低(241.91  $\mu$ g/kg dw), 表明成虾期水体污染加重并未导致肌肉PAHs

累积增加, 可能与成虾代谢能力增强, 肝胰腺解毒功能提升有关。

### 3 养殖环境中多环芳烃的来源分析与风险评估

#### 3.1 水体中多环芳烃的来源分析

采用特征比值法对养殖水体中PAHs的来源进行解析(图3)。因水体样品中IcP和BgP浓度低于检测限, 故未采用IcP/(IcP+BgP)比值参与源解析。在所有养殖时期的水体样品中Ant/(Ant+Phe)的值均大于0.1, 这表明在不同的时期中凡纳滨对虾养殖水体中PAHs燃烧源的存在。仔虾期的水体样品来自P1阶段, 幼虾期的水体样品来自P2—P4阶段, 成虾期的水体样品来自P5阶段。对于Flt/(Flt+Pyr)的比

表5 不同时期凡纳滨对虾体内PAHs含量和组成

Tab. 5 The content and composition of PAHs in *Litopenaeus vannamei* during different period ( $\mu$ g/kg dw)

多环芳烃PAHs	P1时期 P1 period	P2时期 P2 period	P3时期 P3 period	P4时期 P4 period	P5时期 P5 period	质量分数 Mass fraction (%)	检出率 Detection rate (%)
Nap	28.50	47.25	31.56	29.92	162.75	14.46	100.00
Acy	3.75	4.94	4.33	5.27	2.96	1.02	100.00
Ace	2.66	2.98	2.54	2.51	9.68	0.98	100.00
Flu	7.12	8.56	7.46	9.65	6.77	1.91	100.00
Phe	34.25	44.97	40.28	47.81	17.74	8.92	100.00
Ant	30.59	39.72	35.35	42.37	ND	7.13	80.00
Flt	64.32	90.45	84.20	82.71	7.02	15.84	100.00
Pyr	156.16	208.37	194.05	188.75	29.03	37.42	100.00
BaA	3.74	4.31	7.86	8.95	3.81	1.38	100.00
Chr	5.40	5.88	8.80	10.76	0.71	1.52	100.00
BbF	5.29	6.84	14.10	11.54	0.45	1.84	100.00
BkF	5.55	7.27	14.90	13.91	0.34	2.02	100.00
BaP	5.29	6.84	14.10	11.54	ND	1.82	80.00
IcP	6.88	10.06	17.50	21.77	ND	2.71	80.00
DhA	1.76	1.83	2.59	3.19	ND	0.45	80.00
BgP	0.63	1.19	2.70	6.61	0.71	0.57	100.00

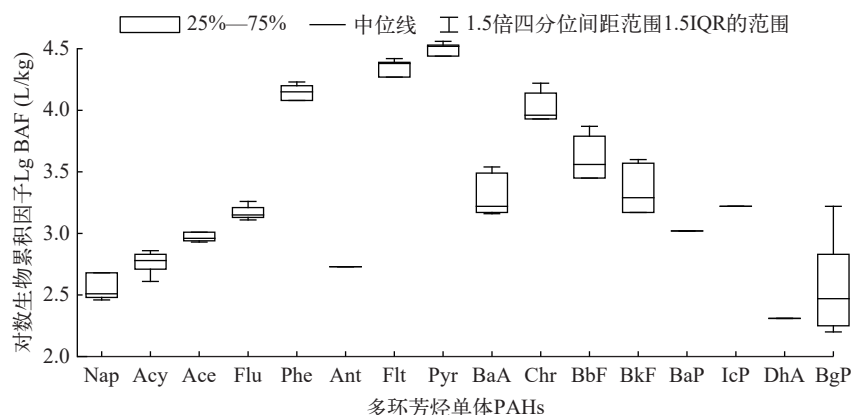


图2 凡纳滨对虾体内各PAHs的IgBAF值

Fig. 2 The IgBAF values of individual PAHs in shrimp

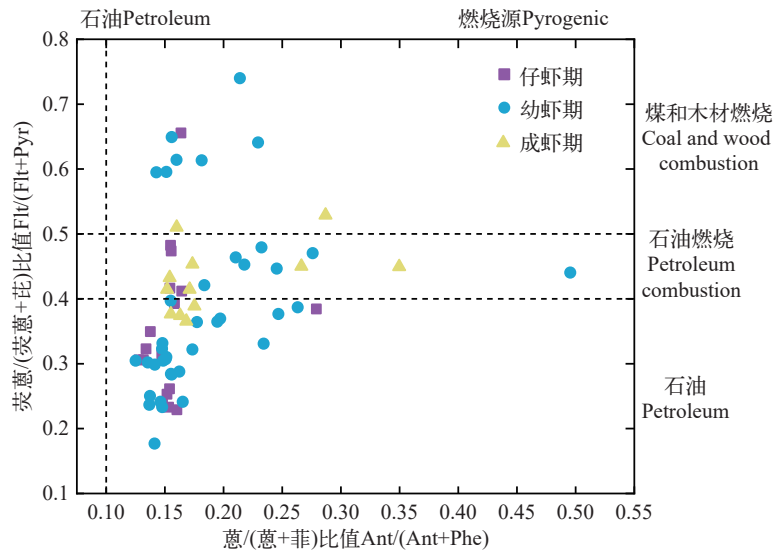


图3 不同养殖时期的养殖水体中 PAHs来源分析

Fig. 3 Analysis of the sources of PAHs in water bodies cultured in different periods

值, 仔虾期水体的样本点主要分布在石油和石油燃烧区, 指示了直接的石油来源以及石油燃烧源; 而幼虾期水体的样本是所有样本点中最为分散的, 跨越了35个区域, 表明了较为复杂的混合来源, 即石油源及石油、煤和生物质的混合燃烧源; 不同于仔虾和幼虾期, 成虾期水体的样本点则主要聚集在石油燃烧区, 表明其中的PAHs主要来源于石油燃烧。总的来说, 凡纳滨对虾养殖水体中PAHs的来源较为广泛, 是石油源和燃烧源的混合来源, 但不同的养殖阶段又具有其各自特定的来源。研究区域的直接石油源可能来自渔民渔船的频繁活动所产生的石油泄漏, 如柴油和机油等液体燃料油的泄漏; 燃烧源则与附近居民的活动紧密相关, 如船用油的燃烧, 车辆交通排放及家庭取暖活动等的燃烧排放, 燃烧排放所产生的PAHs通过空气干湿沉降等途径最终进入到水体中。

### 3.2 养殖水体中多环芳烃的风险评估

采用风险熵值法评估养殖水体中PAHs的生态风险结果如图4所示, ANT和Chr的RQ<sub>MPCs</sub>及RQ<sub>NCs</sub>值均低于1, 证实其生态风险处于可忽略水平。其余PAHs单体的呈现RQ<sub>MPCs</sub>值<1且RQ<sub>NCs</sub>值>1的差异化风险特征, 符合中等环境风险的生态风险分类标准。经计算, RQ $\sum$ PAHs<sub>(NCs)</sub>的数值介于1—800。凡纳滨对虾养殖系统的池塘环境中, 养殖全程 $\sum$ PAHs造成的生态环境风险处于较低水平, 表明该养殖系统的PAHs污染程度相对较轻。

### 3.3 凡纳滨对虾中多环芳烃的人体健康风险评估

经计算显示, 凡纳滨对虾养殖期间, 对虾肌肉组织内PAHs的ILCR值处于 $1.08 \times 10^{-11}$ — $2.02 \times 10^{-8}$ 。该数值显著低于USEPA制定的指导值 $1 \times 10^{-6}$ , 这说

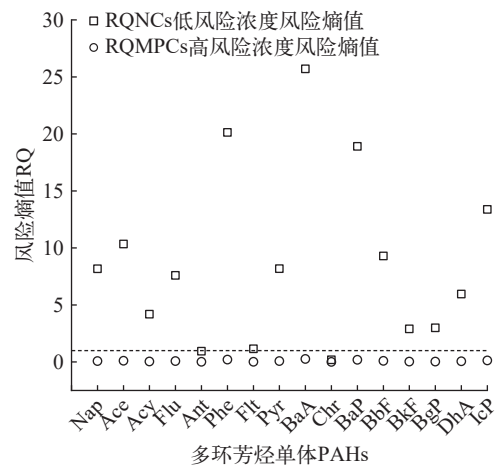


图4 对虾养殖系统单体 PAHs 的风险熵值

Fig. 4 The RQ values of individual PAH in the culture system

明食用凡纳滨对虾引发的安全风险在可控范围内。研究结果表明, BaA、Icp与DhA对终身致癌风险指数(ILCR)的贡献最为突出, 这一分布特征与已有研究结论基本一致<sup>[36]</sup>。与其他区域的水产品风险评估结果相比, 本研究中凡纳滨对虾的终生致癌风险水平低于上海金山养殖塘罗氏沼虾<sup>[13]</sup>和大亚湾中海洋生物<sup>[37]</sup>中的致癌风险, 但是与江苏养殖区鱼体相似<sup>[38]</sup>。

## 4 结论

本研究首次系统揭示了凡纳滨对虾养殖系统中多环芳烃(PAHs)的动态迁移规律和暴露风险。养殖水体中16种PAHs的总浓度处于中等偏低污染水平, 养殖水体 $\sum$ PAHs浓度(44.62—350.46 ng/L)以LMW PAHs为主导(>90%), 其中萘(Nap)、菲(Phe)、

芘(Pyr)为关键污染物,主要来源于石油源和燃烧源的混合来源。成虾期(P5)水体 $\Sigma$ PAHs达峰值(350.46 ng/L)时,而对虾肌肉 $\Sigma$ PAHs反而降至最低(241.91  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ ),突破“污染输入-生物累积”的线性认知,证实PAHs残留可能与成虾代谢能力增强,肝胰腺解毒功能提升有关。同时,研究表明,幼虾期(P2-P4)是PAHs富集的核心阶段,芘(Pyr)、荧蒽(Flt)等单体的I<sub>g</sub>BAF值超3.7(最高达4.56),生物积累因子(BAF)较成虾期高5—8倍,明确幼虾期为污染防治关键节点。

养殖系统水体中PAHs的生态风险以低风险为主,水体中BaP、BaA等单体RQMPCs接近阈值(>0.8);对虾肌肉终生致癌风险(ILCR=1.08 $\times 10^{-11}$ —2.02 $\times 10^{-8}$ )虽低于安全阈值,但BaA、IcP、DhA贡献率达89%。因此,BaP、BaA、IcP、DhA建议作为优先监控单体和重点管控组分。

建议相关部门参照国标中多环芳烃的测定,进行制定水产养殖环境PAHs监测规范,将多环芳烃中高生态风险单体作为重点监测指标,并建立PAHs污染预警机制;同时,结合我国居民膳食结构,完善水产品PAHs限量标准,加强养殖水产品上市前的PAHs残留检测,确保食品安全。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

#### 参考文献:

- [1] Jesus F, Pereira J L, Campos I, *et al.* A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna [J]. *Science of the Total Environment*, 2022(820): 153282.
- [2] Zhao W C, Cheng J P, Xie H Y, *et al.* Sources and monitoring methods of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **29**(3): 105-107. [赵文昌, 程金平, 谢海贇, 等. 环境中多环芳烃(PAHs)的来源与监测分析方法 [J]. 环境科学与技术, 2006, **29**(3): 105-107.]
- [3] Xu Q Y, Li X S, Xiong D Q. Research progress on the toxic effects of oil spills on teleost fishes [J]. *Journal of Ecotoxicology*, 2024, **19**(6): 178-189. [徐侨悦, 李西山, 熊德琪. 溢油污染对硬骨鱼类毒性效应的研究进展 [J]. 生态毒理学报, 2024, **19**(6): 178-189.]
- [4] Honda M, Suzuki N. Toxicities of polycyclic aromatic hydrocarbons for aquatic animals [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, **17**(4): 1363.
- [5] Zheng R H, Wang C G. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminants on fish's reproduction function [J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2004, **23**(2): 245-252. [郑榕辉, 王重刚. 多环芳烃对鱼类生殖机能的影响 [J]. 台湾海峡, 2004, **23**(2): 245-252.]
- [6] Rao Z C. Pollution status of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish and their impact on human health [J]. *Aquaculture*, 2022, **43**(9): 36-42. [饶泽昌. 鱼类多环芳烃污染状况及其对人体健康的影响 [J]. 水产养殖, 2022, **43**(9): 36-42.]
- [7] Ma S P, Su C, Chai B F, *et al.* Research progress on the bioaccumulation of typical emerging pollutants in freshwater environments [J/OL]. *Journal of Ecotoxicology*, 1-14[2025-10-28]. <https://link.cnki.net/urlid/11.5470.X.20250928.1553.008>. [马三平, 苏超, 柴宝峰, 等. 淡水环境中典型新污染物的生物积累研究进展[J/OL]. 生态毒理学报, 1-14 [2025-10-28]. <https://link.cnki.net/urlid/11.5470.X.20250928.1553.008>.]
- [8] Lindberg P, Sellstrom U, Haggberg L, *et al.* Higher brominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden [J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, **38**(1): 93-96.
- [9] Voorspoels S, Covaci A, Maervoet J, *et al.* Levels and profiles of PCBs and OCPs in marine benthic species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, **49**(5/6): 393-404.
- [10] Su L M, Yuan X. Persistent organic pollutants and their ecotoxicity study [J]. *Chongqing Environmental Science*, 2003(9): 62-64. [苏丽敏, 袁星. 持久性有机污染物(POPs)及其生态毒性的研究现状与展望 [J]. 重庆环境科学, 2003(9): 62-64.]
- [11] Feng Y H, Li W J, Li Z. Research progress on the effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on human health [J]. *China Medical Guide*, 2024, **21**(23): 49-51. [冯亚慧, 李文静, 李灼. 多环芳烃对人体健康的影响研究进展 [J]. 中国医药导报, 2024, **21**(23): 49-51.]
- [12] Yan T, Ge T S, Huang C H, *et al.* Research progress on the formation, hazards and reduction control technologies of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. *Food Science*, 2024, **45**(14): 257-266. [颜婷, 葛天嗣, 黄才欢, 等. 多环芳烃的形成、危害及其减控技术研究进展 [J]. 食品科学, 2024, **45**(14): 257-266.]
- [13] Dai Z, Chen Y H, Peng Z R, *et al.* Distribution, source apportionment and risk assessment of PAHs in the culture ponds of *Macrobrachium rosenbergii* in Jinshan, Shanghai [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2021, **30**(6): 1002-1012. [戴智, 谌一涵, 彭自然, 等. 上海金山罗氏沼虾养殖塘多环芳烃分布、源解析及风险评价 [J]. 上海海洋大学学报, 2021, **30**(6): 1002-1012.]
- [14] Yu G, Huang J, Zhang P Y. Persistent organic pollutants: one of the important global environmental problems [J]. *Environmental Protection*, 2001, **29**(4): 37-39. [余刚, 黄俊, 张彭义. 持久性有机污染物: 备受关注的全球性环境问题 [J]. 环境保护, 2001, **29**(4): 37-39.]
- [15] Gao J J, Lü D. Pollution status and bioremediation technology of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil [J]. *Shanxi Chemical Industry*, 2018, **38**(2): 42-45.

- [高建军, 吕东. 土壤中多环芳烃污染现状及生物修复技术的研究进展 [J]. 山西化工, 2018, **38**(2): 42-45.]
- [16] Fu W Y, Hou M, Zhang M. Current status of polycyclic aromatic hydrocarbons pollution in soil and research progress in remediation technology [J]. *Advances in Environmental Protection*, 2021, **11**(3): 514-518. [付文怡, 侯明, 张明. 土壤中多环芳烃污染现状及修复技术研究进展 [J]. 环境保护前沿, 2021, **11**(3): 514-518.]
- [17] Wu W J, Xie J K, Xu F L, *et al.* Contents and distributions of benzo [a] pyrene in four edible freshwater fish species [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, **28**(10): 2072-2077. [吴文婧, 谢金开, 徐福留, 等. 苯并(a)芘在四种食用淡水鱼中的含量和分布 [J]. 环境科学学报, 2008, **28**(10): 2072-2077.]
- [18] Binelli A, Provini A. POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46**(7): 879-886.
- [19] Yunker M B, Backus S M, Graf Pannatier E, *et al.* Sources and significance of alkane and PAH hydrocarbons in Canadian arctic rivers [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, **55**(1): 1-31.
- [20] Kalf D F, Crommentuijn T, van de Plassche E J. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1997, **36**(1): 89-97.
- [21] Tian D N, Dang L H, Ding R M, *et al.* Distribution, sources, and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface waters of the Yinchuan wetlands [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(7): 3068-3077. [田大年, 党丽慧, 丁润梅, 等. 银川市湿地表层水中多环芳烃的分布、来源及生态风险评价 [J]. 环境科学, 2019, **40**(7): 3068-3077.]
- [22] Cao Z, Liu J, Luan Y, *et al.* Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China [J]. *Ecotoxicology*, 2010, **19**(5): 827-837.
- [23] Chen Y Y. The spatial and temporal distribution, source and bioavailability of PAHs in Qiantang River [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2008: 21-76. [陈宇云. 钱塘江水体中多环芳烃的时空分布、污染来源及生物有效性 [D]. 杭州: 浙江大学, 2008: 21-76.]
- [24] Zheng X, Han B P, Jiang H, *et al.* Distribution and source of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water of aquatic product cage culture area of Weishan Lake [J]. *Sichuan Environment*, 2010, **29**(6): 21-24. [郑曦, 韩宝平, 蒋欢, 等. 微山湖养殖湖区水体中多环芳烃的分布及来源 [J]. 四川环境, 2010, **29**(6): 21-24.]
- [25] Hu W Q. Distribution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water and seafood in a typical aquaculture area, Maowei Sea [D]. Qinzhou: Beibu Gulf University, 2024: 14-51. [胡玮琪. 典型养殖海域茅尾海表层水和海产品中多环芳烃分布特征与健康风险评估 [D]. 钦州: 北部湾大学, 2024: 14-51.]
- [26] Xie W P, Zhu X P, Zheng G M, *et al.* Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and fish from tilapia pond of Guangdong [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, **33**(12): 2450-2456. [谢文平, 朱新平, 郑光明, 等. 广东罗非鱼养殖区水体及鱼体中多环芳烃的含量与健康风险 [J]. 农业环境科学学报, 2014, **33**(12): 2450-2456.]
- [27] Zhang R H. Occurrence and ecological risks of organic micro-pollutants in seawater from mariculture areas of Dalian [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2021: 13-43. [张若晗. 大连市海水养殖区中有机微污染物的存在水平及生态风险 [D]. 大连: 大连理工大学, 2021: 13-43.]
- [28] Xu Z H, Liu Y, Liu C W, *et al.* Ecological and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in a typical channel catfish (*Ictalurus punctatus*) breeding area in Jiangsu, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, **40**(10): 2198-2207. [徐志华, 刘熠, 刘崇万, 等. 江苏典型斑点叉尾鮰(*Ictalurus punctatus*)养殖区多环芳烃生态风险及健康风险评价 [J]. 农业环境科学学报, 2021, **40**(10): 2198-2207.]
- [29] Zhang Y D, Tian S Y, Liu X B, *et al.* Distribution, source and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water from the northwest Bohai Sea, China [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2013, **44**(1): 255-261. [张耀丹, 田胜艳, 刘宪斌, 等. 渤海西北部海域表层水体中PAHs的分布、来源及风险评价 [J]. 海洋与湖沼, 2013, **44**(1): 255-261.]
- [30] Zhang J, Zhang X, Hu T, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and antibiotics in oil-contaminated aquaculture areas: Bioaccumulation, influencing factors, and human health risks [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022(**437**): 129365.
- [31] Yao J M, Tan Q J, Shi S J, *et al.* Study on the effect of bioturbation on the efficacy of lanthanum modified bentonite for phosphorus control [J]. *China Environmental Science*, 2023, **43**(7): 3696-3703. [姚婧梅, 谭秋君, 史思捷, 等. 生物扰动对镧系锁磷剂控磷效能的影响 [J]. 中国环境科学, 2023, **43**(7): 3696-3703.]
- [32] Gong Z J, Zhang Q T. Influence of macrobenthic bioturbation on the Physico-Chemical characteristics of sediment: a Review [J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2022, **44**(2): 166-172. [龚紫娟, 张青田. 生物扰动影响沉积物理化特征的研究进展 [J]. 海洋湖沼通报, 2022, **44**(2): 166-172.]
- [33] Northeast Agricultural University. A method for investigating the chemical and physical migration patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons in rice paddy sediments under rice-crab co-cultivation: 202310533953.3 [P]. 2023-11-21. [东北农业大学. 一种探究在稻蟹共作稻田底泥中PAHs化学迁移和物理迁移规律的方法:

- 202310533953.3 [P]. 2023-11-21.]
- [34] Li H, Duan D, Beckingham B, *et al.* Impact of trophic levels on partitioning and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in particulate organic matter and plankton [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020(160): 111527.
- [35] Liu J, Lu G, Xie Z, *et al.* Occurrence, bioaccumulation and risk assessment of lipophilic pharmaceutically active compounds in the downstream rivers of sewage treatment plants [J]. *Science of the Total Environment*, 2015(511): 54-62.
- [36] Wang H, Huang W, Gong Y, *et al.* Occurrence and potential health risks assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different tissues of bivalves from Hainan Island, China [J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2020(136): 111108.
- [37] Sun R X, Lin Q, Ke C L, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and marine organisms from the Daya Bay, South China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, **103**(1/2): 325-332.
- [38] Xu Z H, Zhu X H, Ge X Q, *et al.* Determination and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons residues in *Macrobrachium rosenbergii* in major aquaculture areas of Gaoyou city [J]. *Journal of Food Safety & Quality*, 2019, **10**(19): 6718-6723. [徐志华, 朱晓华, 葛筱琴, 等. 高邮养殖区罗氏沼虾中多环芳烃的残留现状与健康风险评价 [J]. 食品安全质量检测学报, 2019, **10**(19): 6718-6723.]

## POLLUTION CHARACTERISATION AND RISK ASSESSMENT OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN THE AQUACULTURE ENVIRONMENT

SHAN Wen-Wen, WU Yu-Yao, ZHANG Ze-Ming, ZHANG Rong-Rong and SHI Xi-Zhi

(School of Marine Science, Ningbo University, Ningbo 315283, China)

**Abstract:** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), as a class of persistent organic pollutants (POPs), tend to accumulate in organisms due to their lipophilic. *Penaeus vannamei*, widely cultivated in such settings, is particularly susceptible to PAHs contamination, which may ultimately endanger human health. In this study, the contamination characteristics, ecological risks, and human health risks of 16 PAHs in a cultured water-biological system were investigated. Results showed that the total concentrations of the 16 PAHs ( $\Sigma$ PAHs) in aquaculture water ranged from 44.62 to 350.46 ng/L, with Nap, Phe, BaA, Pyr, Chr, Flu, and Ace being the main pollutants. Pollution source analysis based on characteristic ratios showed that PAHs originated primarily from oil, coal combustion, and other biomass combustion. In shrimp muscle, the total concentrations of 16 PAHs ranged from 0.34 to 208.37  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (dry weight, dw), with 12 PAHs detected, and LMW PAHs predominated, while 5- and 6-ring PAHs accounted for minor proportions. The ILCR values associated with dietary exposure to shrimp ranged from  $1.08 \times 10^{-11}$ — $2.02 \times 10^{-8}$ , which was much lower than the USEPA standard value of  $1 \times 10^{-6}$ , indicating negligible carcinogenic risk under current conditions.

**Key words:** Polycyclic aromatic hydrocarbons; Pollution characteristics; Ecological risk assessment; Human health risk